

DEKOMPOSITION VON *FAGUS SYLVATICA* L. IN INTERMITTIERENDEN UND PERENNIERENDEN BACHABSCHNITTEN DES FISCHBACHS (SENSENGEBIRGE, OÖ)

G. Weigelhofer, K. Tockner, E. Weigand

ABSTRACT

The decay rates of leaves of *Fagus sylvatica* L. were estimated via the mesh bag method in periodically and permanently flooded parts of an Austrian karstic low order stream, the Fischbach. Due to the composition of the stream fauna, which was dominated by grazers and gathering-collectors, the decomposition was low (5-8 % weight loss after 85 days) and highly variable. Up to the end of the experiment there was no difference in the decay rates between periodically and permanently flooded parts of the stream. While at the permanently flooded parts the fauna consisted mainly of typical aquatic organisms (Chironomidae, Plecoptera, Ephemeroptera) the periodically flooded parts were dominated by Collembola.

EINLEITUNG

Der allochthone Eintrag an organischem Material aus dem terrestrischen Umland in Form von Laub, Holz, etc. stellt eine wichtige Energieressource für Fließgewässer niedriger Ordnung dar (Vannote et al. 1980). Aufgrund der meist hohen Retentionskapazität dieser Fließgewässer wird ein Großteil des importierten Materials, trotz häufiger Umlagerungen auf der Bachsohle, im Gewässer zurückgehalten und steht somit der Bachbiozönose als Nahrungsressource und Habitat zur Verfügung (Anderson & Sedell 1979). Einen wichtigen Anteil an dieser Energiezufuhr hat dabei der herbstliche Laubfall, der zu einer extremen Anreicherung an organischem, für die Biozönose leicht verwertbarem Material im Bach führt. Während der gesamten Zeit im Bach ist dieses Material abiotischen und biotischen Abbauprozessen ("Dekomposition") durch mechanische Zerkleinerung, mikrobielle Zersetzung sowie Konsumation durch Makroinvertebraten unterworfen, die zu einer Verringerung der Biomasse führen (siehe Petersen & Cummins 1974; Webster & Benfield 1986).

Ziel dieser Untersuchung war es, den aquatischen Abbau der Rotbuche *Fagus sylvatica* L., einer dominanten Art im Uferbewuchs des Fischbachs, zur Zeit des herbstlichen Laubfalls zu quantifizieren und damit die Bedeutung des allochthonen Eintrags an organischem Material für diesen Bach und seine Biozönose festzustellen. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf die Rolle von intermittierenden Bachabschnitten bei der Verwertung bzw. Retention solcher Energie- und Nahrungsressourcen gelegt.

UNTERSUCHUNGSAREAL UND METHODIK

Der Fischbach ist ein charakteristischer Karstbach zweiter Ordnungszahl, am Südhang des Sengsengebirges (OÖ, Tockner 1993). Das orographische Gesamteinzugsgebiet (EG) beträgt 10.4 km², wobei das hydrographische EG deutlich kleiner ist, da ein Teil seines nördlichen EG bereits vom Hinteren Rettenbach abgeleitet wird. Die Quelle des Fischbaches liegt in einer Seehöhe von 820 m und bei 610 m mündet er in den Hinteren Rettenbach. Das gesamte Einzugsgebiet ist unbewohnt, wird aber forstwirtschaftlich genutzt. Eine genaue Beschreibung der Hydrographie und der Gewässer-morphologie findet sich bei Tockner (1993, 1994), Fesl (1994) und Weilguni (1994). Die hydrochemische Charakteristik weist den Fischbach als Dolomitgewässer aus (Tab. 1). Im Unterlauf des Fischbaches fällt ein etwa 700 m Abschnitt regelmässig oberflächlich trocken. Die trockenen Perioden reichen von der Dauer eines Tages bis zu mehreren Monaten. Die Probenstelle P2 liegt im dauernd überströmten Abschnitt, etwa 2000 m flussab der Quelle. Die zweite Probenstelle P3 liegt im intermittierenden Bereich, 350 m flussab von der Probenstelle P2. Während der dreimonatigen Abbauprobe war die Probenstelle P3 nur zweimal überflutet: Das erste Mal wenige Tage im Oktober, das zweite Mal knapp zwei Wochen im Dezember (mit Unterbrechung; Abb. 1). Die Ufervegetation wird von *Salix*-Arten, *Alnus glutinosa* und *Fagus sylvatica* dominiert.

Tab. 1: Hydrochemische Kurzcharakteristik der Probenstelle 2 im Untersuchungsjahr 1993 (n = 12; xa = arithmetisches Mittel, S.D. Standardabweichung; Daten: Tockner 1994)

Parameter	Einheit	xa	S.D.
NH ₄ -N	mg/l	0.039	0.047
NO ₃ -N	mg/l	0.72	0.091
KMnO ₄	mg/l	6.14	2.85
Sulfat	mg/l	4.91	0.86
Chlorid	mg/l	0.57	0.11
Gesamthärte	mmol/l	1.60	0.10
Calcium	mg/l	46.43	2.62
Magnesium	mg/l	11.16	2.06
Säurekap.pH4	mmol/l	3.06	0.23
Trübung	TE	0.24	0.09

Für die Abbauprobe im Fischbach wurden am 8.10.1993 zu Beginn des herbstlichen Laubfalls Blätter der Rotbuche *Fagus sylvatica* von Bäumen des Uferbereichs gepflückt. Es wurden nur Blätter verwendet, die bereits eine rotbraune Färbung aufwiesen und sich leicht vom Ast lösten. Für die Exposition wurden Käfige aus verzinktem Eisenblech (15 x 7 x 10 cm) mit einer Maschenweite von 11 mm verwendet, die auf der Unter- und Hinterseite sowie auf beiden Seitenwänden mit einem Netz von 1 mm Maschenweite versehen waren (siehe Weigelhofer 1993). Die Blätter wurden innerhalb von 2 Stunden nach dem Pflücken im frischen Zustand im Labor auf 1 mg genau gewogen und in die Käfige gefüllt. Pro Käfig wurde eine Masse von ca. 12-14 g Frischgewicht (FG) verwendet, was etwa der Menge an Blättern (ca. 50 Stück) in natürlichen Laubansammlungen im Bach entsprach. Für die Umrechnung der Frischgewichte in die anfänglichen Trockengewichte (TG_(a)) wurden 11 Parallelproben im Trockenschrank bei 65° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Umrechnung erfolgte anhand der Regression

$$TG_{(a)} = -0.24 + 0.41 * FG (r^2 = 0.99),$$

das entspricht einem mittleren Gewichtsverlust von 61.03 ± 0.33 % durch die Ofentrocknung. Aufgrund des extrem warmen Wetters (Föhn, 15° C Lufttemperatur) und des sehr trockenen Zustands der Blätter wurde auf eine Exposition am selben Tag verzichtet, die Blätter wurden über Nacht kühl gelagert. Für die Versuche wurden ein häufig trockenfallender (Probenstelle 3, P3) sowie ein ständig wasserführender Bachabschnitt (Probenstelle 2, P2) ausgewählt. Die Käfige wurden am 9.10. am P3 im trockenen Bachbett befestigt, am P2 bei Niedrigwasser knapp unter der Wasseroberfläche in strömungsgeschützten Bereichen (ufernah, hinter Steinen etc.) exponiert. An beiden Stellen war der Bach vollkommen mit Wald bedeckt und

wies große Mengen an Laub auf dem Bachbett auf. Die Exposition der Käfige sowie alle Entnahmen erfolgten statistisch zufällig. Nach 8, 23, 35, 56 und 85 Tagen wurden jeweils 5 (4) Käfige pro Probenstelle vorsichtig entnommen, in Plastikbehältern ins Labor gebracht und bis zur weiteren Verarbeitung eingefroren. Die letzte Entnahme erfolgte somit am 2.1.1994.

Im Labor wurden die Blätter vorsichtig aufgetaut, unter fließendem Wasser über einem 250 µm Netz gespült und anschließend in Aluminiumschalen im Trockenschrank bei 65° C bis zur Gewichtskonstanz (ca. 3 Tage) getrocknet. Die auf den Blättern befindlichen Organismen wurden in 95 % Ethanol konserviert und auf hohem taxonomischen Niveau bestimmt.

ERGEBNISSE

Abb. 1 zeigt die in-situ-Abbauraten von *Fagus sylvatica* im Fischbach an den Probenstellen P2 und P3. An beiden Stellen wurde zu jedem Entnahmetag eine im Vergleich zum Gewichtsverlust relativ hohe Variabilität innerhalb der Parallelproben beobachtet. Nach 85 Tagen waren die Blätter an der trockenfallenden Stelle zu ca. 5 %, an der überströmten Stelle zu ca. 8 % abgebaut. Dieser Gewichtsverlust ist größtenteils auf die physikalische Lösung leicht löslicher Blattkomponenten im Bachwasser bzw. durch Niederschlag ("leaching") zurückzuführen, da sichtbare Fraßspuren von Makroinvertebraten sowie eine mikrobielle Mazeration der Blätter bis zum Ende des Experimentes nicht zu erkennen waren. Der geringe Abbau am P3 wurde auch durch eine zweimalige Überflutung der Käfige vom 24. bis 27.10. und vom 10. bis 26.12 nicht gesteigert (siehe Abb.1).

Der Verlauf von Dekompositionsversuchen in Fließgewässern wird normalerweise durch ein negativ-exponentielles Modell der Form

$$TM = TM_0 * e^{-k.t}$$

beschrieben, wobei TM die Trockenmasse zum Zeitpunkt t, TM₀ die Trockenmasse zu Beginn des Experimentes und k den Abbaukoeffizienten darstellen. Der Abbaukoeffizient wird dabei meist durch eine lineare Regression der ln-transformierten Trockengewichtswerte (ausgedrückt in % des ursprünglichen Gewichts) mit der Zeit errechnet. Abb. 2 sowie Tab. 2 zeigen, daß beide Dekompositionskurven eine schlechte bzw. keine Anpassung an die lineare Regression ($r^2 = 0.52$ bzw. 0.04, fehlende Signifikanz für die Werte des P3) und somit an das exponentielle Modell zeigen. Der Grund dafür könnte in der für diese Abbaugeschwindigkeiten zu geringen Versuchsdauer sowie in der hohen Variabilität der Parallelproben liegen. Eine statistische Überprüfung

der beiden Regressionsgeraden auf signifikanten Unterschied ist daher nicht durchführbar. Allerdings kann aufgrund der teilweisen Überschneidung der 95% Vertrauensgrenzen (Abb. 1) gesagt werden, daß sich die beiden

Versuche bezüglich ihrer Abbauraten bis zum Ende dieses Experiments nicht unterscheiden. Ebenso besteht zwischen den einzelnen Entnahmeterminen innerhalb eines Versuches, besonders am P3, meist kein signifikanter Unterschied.

Tab. 2: Werte der Regressionsgeraden für *Fagus sylvatica* L.. Angegeben werden der Abbaukoeffizient k, die errechnete Anfangstrockenmasse TM_0 , der r^2 -Wert, das Signifikanzniveau (Sig.) und Abweichungen in den Residuen.

	k	TM_0	r^2	Sig.	Residuen
P2	0.00106	96.80%	0.52	***	autokorreliert
P3	0.00026	98.31%	0.04	n.s.	-

***=hochsignifikant ($p < 0.001$), n.s.=nicht signifikant ($p > 0.05$)

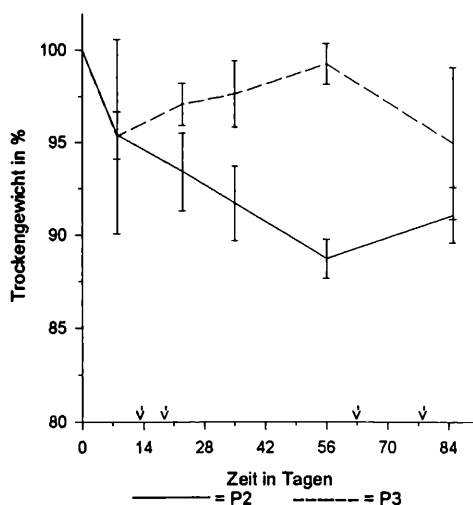


Abb.1: Trockengewichtsverlust von *Fagus sylvatica* L. am P2 und P3 im Fischbach. Angegeben sind die mittleren Trockengewichtswerte $\pm 95\%$ Vertrauensgrenzen. Die Pfeile kennzeichnen die Zeit, in der der P3 überflutet war (vom 24. bis 27.10 und vom 10. bis 26.12).

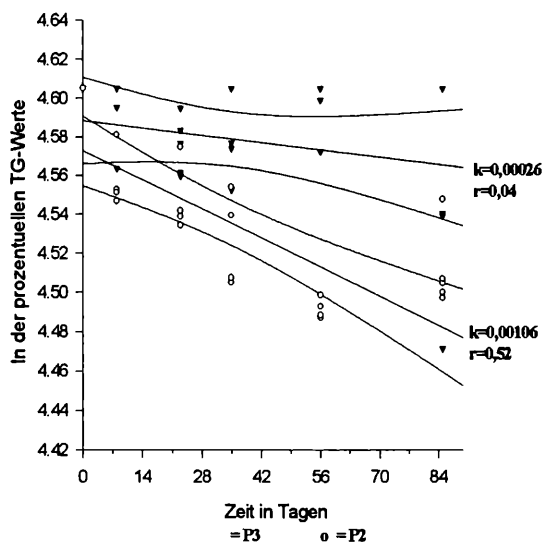


Abb.2: Trockengewichtsverlust von *Fagus sylvatica* L. am P2 und P3 im Fischbach. Angegeben sind die Logarithmen der prozentuellen Trockengewichtswerte, die Regressionsgeraden durch die Werte $\pm 95\%$ Vertrauensgrenzen sowie der Abbaukoeffizient k und der r^2 -Wert(r).

Ein deutlicher Unterschied zwischen dem P2 und dem P3 zeigt sich hingegen in der Zusammensetzung und Abundanz der Organismen. Während der P3 deutlich von Collembolen dominiert war, wurden am P2 überwiegend Chironomiden, Ephemeropteren und Plecopteren in den Käfigen gefunden (Abb. 3 und 4, Anh. 1). Eine zunehmende Besiedelung der Käfige mit fortlaufender Zeit konnte am P2 nur bei den Chironomiden beobachtet werden, wo vor allem der letzte Entnahmetermin nach 85 Tagen eine hohe Abundanz (im Mittel über

190 Individuen pro Käfig) aufwies. Auch am P3 wurde eine geringe Zunahme der Chironomiden mit einer gleichzeitigen Abnahme der Collembolen beobachtet. Der Grund für diese Änderung der Organismengemeinschaft in den Käfigen liegt voraussichtlich in der kurzzeitigen Überflutung dieses Bachabschnittes. So wurden gegen Ende des Experimentes auch immer wieder typische Bachorganismen, wie z.B. Ephemeropteren oder Plecopteren, in diesen Käfigen gefunden (Anh. 1).

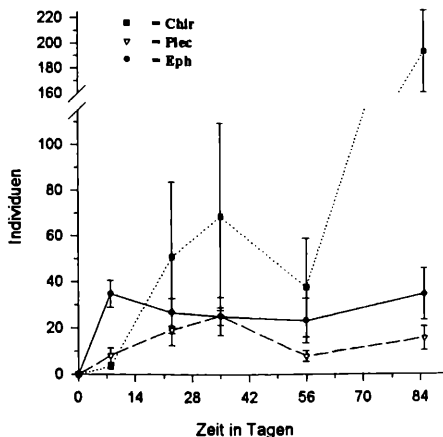


Abb. 3: Mittlere Individuenzahl pro Käfig am P2 ($\pm 95\%$ Vertrauensgrenzen).

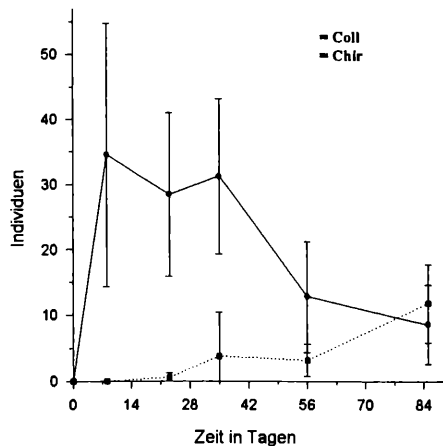


Abb. 4: Mittlere Individuenzahl pro Käfig am P3 ($\pm 95\%$ Vertrauensgrenzen).

DISKUSSION

In der Literatur werden Buchenarten meist zu den schwer abbaubaren Spezies mit Abbauraten unter 0.005 (Petersen & Cummins 1974; Reice 1978) gezählt. Iversen (1973, 1975) gibt für *Fagus sylvatica* L. bei einer Maschenweite von 6 mm einen Masseverlust von 53-100 % in 180 Tagen an (entspricht einem k-Wert von ca. 0.004-0.026), bei 1.8 mm einen Verlust von 27.2 % in nur 14 Tagen (k-Wert 0.023). Obwohl die relativ große Maschenweite der Käfige in der vorliegenden Arbeit den Abbau der Blätter durch Makroinvertebraten nicht behindert, liegen die Abbaugeschwindigkeiten im Fischbach weit unter diesen Werten und denen anderer Fagaceen (z.B. k-Werte für *Quercus sp.* zwischen 0.002 und 0.02; siehe Benfield & Webster 1985; Rosset et al. 1982; Wallace et al. 1982). So werden trotz gleicher Expositionsmethode auch die sehr hohen k-Werte zwischen 0.0085 und 0.0543 für *Fagus sylvatica* von Weigelhofer (1993) nicht annähernd erreicht. Da die Bachorganismen den größten Anteil an der Zersetzung von Laubblättern im Bach haben (Reice 1978; Short et al. 1980; Rosset et al. 1982; Wallace et al. 1982; Cuffney et al. 1990), sind die extrem niedrigen Abbauraten im Fischbach wahrscheinlich auf die besondere Zusammensetzung der Bachbiozönose zurückzuführen. Die Laubansammlungen werden von Vertretern der Nahrungsgilden "gathering collectors" oder "grazers", wie z.B. den Ephemeropteren oder bestimmten Chironomiden, dominiert, während typische Fallaubzerkleinerer ("shredders"), wie z.B. die Gammariden oder die Plecopteren, entweder völlig fehlen oder nur in geringer Zahl auftreten. So bleibt ein Großteil des im Herbst importierten Laubes bis in das Frühjahr im Bach erhalten und kann von der Bachbiozönose

für relativ lange Zeit als Nahrungsressource, aber auch als Habitat und Filter für organische und anorganische Feinstpartikeln genutzt werden (Reice 1978; Short et al. 1980; Benfield & Webster 1985). Obwohl die Versuchsdauer von ca. 2 ½ Monaten für diesen Bach offensichtlich zu kurz war, zeigt sich am Ende des Experimentes bereits ein geringer, wenn auch noch nicht signifikanter Unterschied zwischen den beiden Probenstellen. Es ist zu erwarten, daß sich dieser Trend bei Verlängerung der Versuchsdauer verstärkt. Das würde bedeuten, daß es durch das zeitweilige Trockenfallen bestimmter Bachabschnitte in diesen Bereichen zu einer weiteren Verzögerung im Laubabbau kommt. Auf dem trockenen Bachbett kann sich aufgrund des fehlenden Humusbodens und der mehrmaligen Überschwemmungen in den Blattansammlungen keine richtige Waldfauna ansiedeln, wie sich in der Faunenliste im Anhang zeigt (Anh. 1). Die langen Trockenperioden verhindern wiederum eine Besiedelung durch die Bachfauna, wodurch der Abbau fast zur Gänze auf das Leaching beschränkt wird. Die intermittierenden Bachabschnitte wirken daher als zusätzliche Retentionsräume, in denen das organische Material bis zur nächsten größeren Überflutung relativ unangetastet aufbewahrt wird. Fließgewässer niedriger Ordnung werden meist als heterotrophe Systeme beschrieben (Vannote et al. 1980), in denen das organische Material aus dem terrestrischen Umland akkumuliert, verarbeitet und in mehr oder weniger veränderter Form (zerkleinert oder eingebaut in tierische und mikrobielle Biomasse) in tiefergelegene Bachabschnitte weitertransportiert wird. Nach den Ergebnissen dieser Untersuchung kann der Fischbach überwiegend als ein Akkumulator beschrieben werden, der das allochthone, organische Material speichert und wahrscheinlich erst bei höheren Pegelständen in relativ unveränderter Form abgibt.

LITERATUR

- Anderson, N.H. & Sedell, J.R. (1979) Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review of Entomology* 24: 351-377.
- Benfield, E.F. & Webster, J.R. (1985) Shredder abundance and leaf breakdown in an Appalachian Mountain stream. *Freshwater Biology* 15: 113-120.
- Cuffney, T.F., Wallace, J.B. & Lugthart, G.J. (1990) Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. *Freshwater Biology* 23: 281-299.
- Fesl, C. (1994) Quantitative Erfassung des Makrozoobenthos und der Umweltparameter eines Karstfließgewässers mit stark fluktuierendem hydrologischen Regime unter besonderer Berücksichtigung der Simuliidae (Diptera). *Diplomarbeit an der Universität Wien*, 142pp.
- Iversen, T.M. (1973) Decomposition of autumn-shed beech leaves in a springbrook and its significance for the fauna. *Archiv für Hydrobiologie* 72: 305-312.
- Iversen, T.M. (1975) Disappearance of autumn-shed beech leaves placed in bags in small streams. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19: 1687-1692.
- Petersen, R.C. & Cummins, K.W. (1974) Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343-368.
- Reice, S.R. (1978) Role of detritivore selectivity in species-specific litter decomposition in a woodland stream. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 20: 1396-1400.
- Rosset, J., Bärlocher, F. & Oertli, J.J. (1982) Decomposition of conifer needles and deciduous leaves in two Black Forest and two Swiss Jura streams. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 67: 695-711.
- Short, R.A., Canton, S.P. & Ward, J.V. (1980) Detrital processing and associated macroinvertebrates in a Colorado mountain stream. *Ecology* 61: 727-732.
- Tockner, K., C. Fesl & H. Weilguni (1992) Limnologische Studie „Hinterer Rettenbach“ Zur ökologischen Stabilität von Reinwasserreserven. Konzeption und Ausarbeitung einer interdisziplinären Langzeitstudie zur Dokumentation und Prognose ausgewählter Umweltparameter im Ökosystem „Hinterer Rettenbach“ Verein Nationalpark Kalkalpen, Eigenverlag, Kirchdorf, 187pp.
- Tockner, K. (1993, ed.) Limnologische Studie „Hinterer Rettenbach“ (Nationalpark Kalkalpen, Sengengebirge, OÖ). Verein Nationalpark Kalkalpen, Kirchdorf, Eigenverlag, 197pp.
- Tockner, K. (1994, ed.) Ausgewählte Untersuchungen zur Ökologie eines Karstfließgewässers (Fischbach und Hinterer Rettenbach). Verein Nationalpark Kalkalpen, Leonstein, 91pp.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. & Cuffney, T.F. (1982) Stream detritus dynamics regulation by invertebrate consumers. *Oecologia* 53: 197-200.
- Webster, J.R. & Benfield, E.F. (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 567-594.
- Weigelhofer, G. (1993) Eintrag an grobpartikulärem organischen Material (CPOM) in einen Bach niederer Ordnung und Abbau von Fallaub. *Diplomarbeit, Universität Wien*, 105 S.
- Weilguni, H. (1994) Ökosystem Karstgewässer: Verteilung und Dynamik ausgewählter biotischer Parameter bei stark variierenden hydrologischen Bedingungen. *Diplomarbeit an der Universität Wien*.

Anhang 1: Anzahl der Makroinvertebraten in den Dekompositionskäfigen

Datum	Chir	Eph	Plec	Dip	Trich	Cole	Oligo	Coll	Sonst
P2: 8	2	35	8	0	2	0	0	1	0
	4	44	3	0	5	0	0	0	0
	4	32	10	0	2	0	0	0	0
	5	28	12	1	6	1	0	0	1 Hydracarina
23	40	26	20	5	1	5	0	3	0
	11	31	7	1	0	1	0	1	0
	112	31	20	2	4	1	0	0	0
	46	14	18	1	1	1	0	3	0
35	35	32	32	3	4	2	0	2	0
	158	25	36	2	0	0	0	0	0
	59	24	27	4	0	1	0	0	0
	61	30	34	2	1	1	0	2	0
56	37	18	17	0	0	0	0	2	0
	28	29	12	0	0	0	0	4	0
	19	35	11	1	0	0	1	1	0
	20	10	8	0	0	0	0	1	0
85	32	15	5	0	3	0	0	0	0
	85	19	11	1	0	0	0	3	0
	32	37	5	0	2	0	0	12	0
	210	22	16	2	1	0	0	1	0
	149	20	8	1	3	0	0	1	0
	178	32	14	2	1	0	0	2	0
	170	51	26	0	1	1	0	0	0
	255	47	14	5	8	1	0	0	0
P3: 8	0	0	0	0	0	1	0	12	0
	0	0	0	0	0	2	0	23	0
	0	0	0	0	0	0	0	67	0
	0	0	0	0	0	0	0	36	0
23	0	0	0	0	0	0	0	8	0
	2	0	0	0	0	1	0	45	0
	0	0	0	0	0	0	0	26	2 Mollusca
	0	0	1	0	0	1	0	44	1 Acari
35	1	0	0	0	0	1	0	19	0
	0	0	0	3	0	1	0	50	0
	0	0	0	0	0	1	0	12	0
	0	0	0	2	0	1	0	26	0
56	19	0	0	0	1	0	0	25	0
	0	0	0	1	0	0	0	43	1 Myriapoda
	3	0	0	2	0	0	0	9	0
	1	0	0	1	0	1	0	1	1 Dermaptera
85	0	0	0	4	0	0	0	30	0
	8	0	1	1	0	0	0	14	0
	4	0	0	3	0	0	0	10	0
	18	1	5	1	1	1	1	3	1 Heteroptera
	11	2	4	2	0	0	0	21	0
	20	0	1	1	0	1	0	4	0
	1	0	0	2	0	0	0	4	0
	9	0	1	1	0	1	0	11	0

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahresbericht der Biologischen Station Lunz](#)

Jahr/Year: 1993-94

Band/Volume: [1993-94_015](#)

Autor(en)/Author(s): Weigelhofer Gabriele, Tockner Klement, Weigand Erich

Artikel/Article: [DEKOMPOSITION VON FAGUS SYLVÄTICA L. IN INTERMITTIERENDEN UND PERENNIERENDEN BACHABSCHNITTEN DES FISCHBACHS \(SENSENGEBIRGE, OÖ\) 55-60](#)